

DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.160407

姚荣江, 杨劲松, 谢文萍, 陈强, 伍丹华, 柏彦超. 沿海滩涂区土壤重金属含量分布及其有效态影响因素[J]. 中国生态农业学报, 2017, 25(2): 287–298

Yao R J, Yang J S, Xie W P, Chen Q, Wu D H, Bai Y C. Content and bioavailability factors of soil heavy metals in mudflat coastal areas[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2017, 25(2): 287–298

## 沿海滩涂区土壤重金属含量分布及其有效态影响因素\*

姚荣江<sup>1,2</sup>, 杨劲松<sup>1,2\*\*</sup>, 谢文萍<sup>1</sup>, 陈强<sup>3</sup>, 伍丹华<sup>2</sup>, 柏彦超<sup>4</sup>

(1. 土壤与农业可持续发展重点实验室/中国科学院南京土壤研究所 南京 210008; 2. 中国科学院南京分院东台滩涂研究院 东台 224200; 3. 杭锦后旗农牧业技术推广中心 陕坝 015400; 4. 扬州大学环境科学与工程学院 扬州 225000)

**摘要:** 为揭示沿海地区土壤重金属含量的空间分布特征及其与自然、人为因素的关联, 以近年来围垦开发强度较大的江苏沿海某滩涂区为研究对象, 采用经典统计与地统计相结合的方法研究了表层土壤主要重金属 Pb、Cr、Cd、As 全量与有效态含量状况及其空间分布, 分析了沿海滩涂区土地利用方式对重金属含量的影响, 探讨了重金属有效态含量与土壤理化性质的相关性。结果表明: 目前研究区土壤环境质量状况良好, 土壤 Pb、Cr、Cd、As 均呈累积趋势但基本都低于土壤环境质量一级标准值; 土地利用方式不同程度地影响了 Pb、Cr、Cd 全量与有效态含量, As 全量与有效态含量受土地利用方式影响较小; 研究区土壤 Pb、Cr、Cd 全量与 Pb、Cr 有效态含量具有明显的趋势效应, 且研究区土壤重金属全量与有效态含量的空间分布受大尺度的潮汐作用与小尺度的人为因素的共同控制; 土壤 Pb、Cr、Cd 有效态含量与黏粒含量、阳离子交换量和 pH 显著负相关, 与有机质呈显著正相关, 土壤 As 有效态含量仅与土壤 pH 显著正相关。本研究为沿海滩涂区土壤重金属源头减量、活性钝化、污染消减与风险防范提供科学依据。

**关键词:** 沿海滩涂; 重金属; 空间分布; 土地利用方式; 土壤理化性状; 江苏

**中图分类号:** X82 **文献标识码:** A **文章编号:** 1671-3990(2017)02-0287-12

### Content and bioavailability factors of soil heavy metals in mudflat coastal areas\*

YAO Rongjiang<sup>1,2</sup>, YANG Jinsong<sup>1,2\*\*</sup>, XIE Wenping<sup>1</sup>, CHEN Qiang<sup>3</sup>, WU Danhua<sup>2</sup>, BAI Yanchao<sup>4</sup>

(1. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture / Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2. Dongtai Institute of Tidal Flat Research, Nanjing Branch of Chinese Academy of Sciences, Dongtai 224200, China; 3. Centre of Agricultural and Animal Husbandry Technology Extension of Hanggin Rear Banner of Inner Mongolia, Shaanba 015400, China; 4. School of Environmental Science and Engineering, Yangzhou University, Yangzhou 225000, China)

**Abstract:** The coastal zones with tidal mudflats have the most development potential for agriculture and industry in China. It is therefore vital to study the spatial patterns of soil heavy metals and to identify the intrinsic relationship between the spatial patterns of soil heavy metals and the natural and human driving factors in coastal regions. Using classical statistical and geostatistical methods, this study investigated the effect of land use types on the contents of total and bioavailable heavy metals (Pb, Cr, Cd and As) in surface soil not only to delineate the spatial distribution of these forms of soil heavy metals, but

\* 江苏省科技支撑计划(社会发展)项目(BE2014678)、国家自然科学基金项目(41571223)和江苏省自然科学基金项目(BK 20141266)资助

\*\* 通讯作者: 杨劲松, 主要研究领域为土壤和水资源利用与管理。E-mail: jsyang@issas.ac.cn

姚荣江, 研究方向为滨海盐碱地治理修复及其生态环境效应。E-mail: rjyao@issas.ac.cn

收稿日期: 2016-05-03 接受日期: 2016-11-03

\* This work was supported by the Key Technology R&D Program (Social Development) of Jiangsu Province (BE2014678), the National Natural Science Foundation of China (41571223) and the Natural Science Foundation of Jiangsu Province (BK 20141266).

\*\* Corresponding author, E-mail: jsyang@issas.ac.cn

Received May 3, 2016; accepted Nov. 3, 2016

also to determine the relationship between contents of bioavailable heavy metals and basic soil physical and chemical properties. The study was conducted in a coastal area in Jiangsu Province in China — a rapidly developing industrial and agricultural region. Results indicated that soil environmental quality across the study area was generally good. The contents of soil Pb, Cr, Cd and As were lower than the accepted environmental quality evaluation standard (the first class), although there was an increasing trend of accumulation of each heavy metal in recent years. Also environmental risk and ecological toxicity of soil bioavailable Pb, Cr, Cd and As in the study area was not significant. Land use type affected total contents and bioavailable contents of Pb, Cr and Cd to different degrees. Greenhouse facility soils and greenery park soils had the highest contents of total and bioavailable Pb. Also soil contents of total and bioavailable Cr were high in residential and industrial areas, whereas greenhouse facility soils had the lowest total and bioavailable Cd contents. Land use patterns had little impact on total and bioavailable contents of As. In addition to land use type, biological absorption was another important factor affecting the contents of soil heavy metals in the study area. Total soil Pb, Cr and Cd and bioavailable Pb and Cr had significant directional trend across the study area. Spatial pattern of the contents of total and bioavailable soil heavy metals was generally influenced by various factors at different scales. The whole spatial distribution of soil heavy metal was a strip-like pattern due to large-scale tidal deposits. Patched local distributions were mostly controlled by small-range factors such as industrial emissions and human activity. Soil bioavailable Pb, Cr and Cd exhibited significant negative correlation with soil clay particle content, cation exchange capacity and pH. Because of the high content of fulvic acid of soil, a positive correlation existed between bioavailable soil Pb, Cr and Cd contents and soil organic matter content. Sol bioavailable As content was positively correlated with soil pH, but there was no significant correlation between soil bioavailable As and other soil physical and chemical properties. The correlation between bioavailability of soil heavy metals and soil basic physico-chemical properties was critical for developing appropriate management practices that control heavy metal pollution in coastal mudflat regions. The findings of this research provided additional scientific basis for source reduction, ecological activity passivation, pollution abatement and risk prevention of soil heavy metals in mudflat coastal areas.

**Keywords:** Coastal mudflat; Heavy metal; Spatial distribution; Land use type; Soil physical and chemical properties; Jiangsu Province

沿海滩涂是陆地向海洋过渡的重要地貌景观,受自然和高强度人类活动的综合作用,也是典型的环境敏感与脆弱带<sup>[1]</sup>。江苏沿海地区拥有丰富的滩涂资源,众多研究表明历史上长江、淮河等大江大河的泥沙输运与沉积是形成江苏沿海异常丰富的滩涂资源的重要原因<sup>[2-3]</sup>。随着近年来江苏沿海地区社会经济高速发展和城市化进程加快,其开发利用也出现了超常规发展的态势,在江苏沿海某些滩涂区、临港区、湿地、耕地等局部土壤潜在的环境问题凸显<sup>[4-5]</sup>。在经各种途径入海或着陆的各种污染物中,重金属具有潜伏性、难降解性、富集性等特点,且易通过排污、污水灌溉、固体废弃物利用、大气沉降等途径进入土壤,是对环境和人体健康最具有威胁的污染物,因此被广泛用于环境评估<sup>[6-7]</sup>。

沿海滩涂成陆过程受到流体力学作用、生物地球化学作用及水体理化条件等因素综合影响,使滩涂不但是上游重金属污染的一个重要的汇,还是人为开发利用过程重金属排放的汇。近年来,国内外围绕着海岸带土壤及沉积物重金属污染特点<sup>[8-9]</sup>、来源识别<sup>[10-11]</sup>、迁移过程<sup>[12-13]</sup>、生物修复<sup>[14-15]</sup>、生态风险评估<sup>[16-17]</sup>、空间分布格局<sup>[18-19]</sup>及其环境地球化

学过程<sup>[20]</sup>等方面开展了大量的研究工作。目前的研究主要集中在滩涂区土壤重金属的总量方面,对重金属在滩涂土壤中生物有效性研究较少。近些年的研究结果表明,重金属在土壤中具有多种赋存形态,其形态受土壤本身特性和人为活动等因素的影响,且不同形态的重金属表现出不同生物毒性与迁移特征,判断土壤重金属的毒性响应以及生态风险更大程度上取决于其赋存形态<sup>[21-22]</sup>。江苏沿海地区作为我国东部具有最强发展潜力的区域之一,随着近年来滩涂围垦、城镇化、工业化和农业现代化进程的加快,以及河流入海污染物总量的不断上升,土壤潜在重金属污染风险亦日趋加剧,但目前综合考虑沿海滩涂围垦、开发、利用等一系列人为活动对土壤重金属含量及其有效性影响因素的研究鲜有报道。为此,本文以江苏沿海地区围垦滩涂资源丰富、近年发展迅猛的东台市弶港镇典型滩涂区为例,研究了该区表层土壤主要重金属 Pb、Cr、Cd、As 全量与有效态含量状况及其空间分布,分析了土地利用方式对重金属全量和有效态含量的影响,探讨了重金属有效态含量与土壤理化性质的关联性,旨在为沿海滩涂区土壤重金属污染的合理预防和风险消减提供依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

研究区位于以江苏东台市沿海经济区为核心的滩涂区, 地理位置介于  $120^{\circ}49'36.7''\sim 120^{\circ}56'35.9''\text{E}$ ,  $32^{\circ}43'31.4''\sim 32^{\circ}46'56.8''\text{N}$  (图 1), 东距最新的围垦海堤约 3.3 km。该区属亚热带和暖温带的过渡区, 四季分明, 常年平均气温  $15.0^{\circ}\text{C}$ , 无霜期 220 d, 日照 2 130.5 h, 多年平均降雨量 1 025 mm, 雨热同期, 降雨季节性分布不均, 其中 6—9 月份雨季降水量平

均占全年的 63.5%。该区土壤发育于江淮冲积-海相沉积物母质, 南距长江口门约 150 km, 土壤含盐量较高; 土壤性质为淤长型平原海岸的典型代表, 质地以砂壤和粉砂壤为主, 属氯化物型盐化潮土, 有机质含量低, 水肥保蓄能力差。研究区的土地利用类型主要包括滩涂区、常规大田、设施大棚、公园绿地、工业园区和居民区(图 1)。随着近年来工农业发展与城镇建设强度的不断提高, 该区土壤环境质量安全亦越来越受重视。

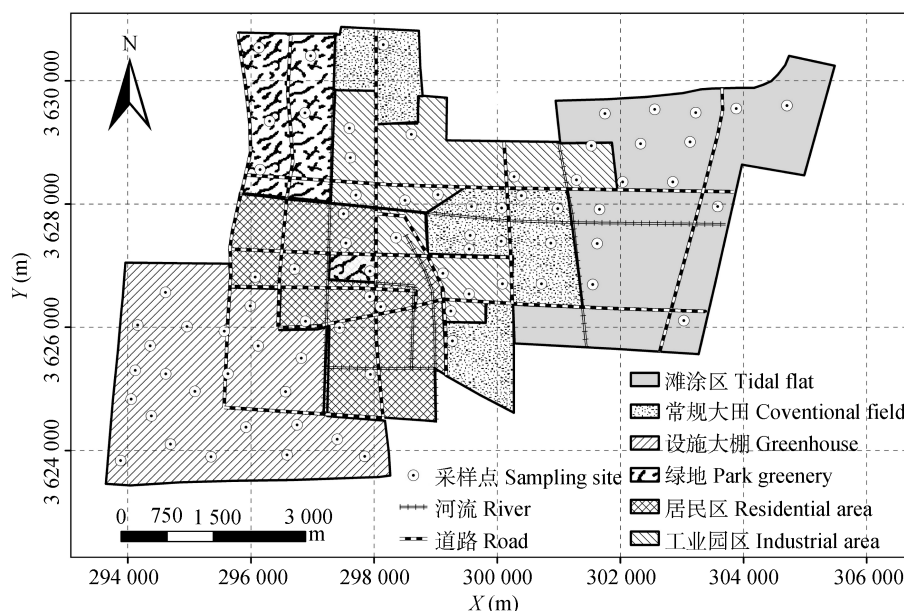


图 1 研究区功能布局及采样点分布图

Fig. 1 Function layout of the study area and geographical locations of sampling sites

### 1.2 样品采集与处理

根据实地调查与研究区的功能区布局特点, 于 2014 年 8 月中旬采集 48 个有效土壤样点。考虑到近 2 年来沿海滩涂区加工、设施农业、城镇建设发展迅猛, 于 2014 年 12 月上旬补充采集 29 个土壤样点。共计采集 77 个有效土壤样点, 其中滩涂区 14 个, 常规农地 11 个, 设施大棚 23 个, 公园绿地 6 个, 工业园区 14 个, 居民区 9 个, 覆盖了目前研究区的主要土地利用类型并能反映研究区土壤环境污染状况。各采样点均用 GPS 进行定位, 其空间位置如图 1 所示。每个样点在  $10\text{ m}\times 10\text{ m}$  范围按照“S”形多点采样法, 采集 6 个 0~20 cm 深度的表层土壤。采样前, 每个样点刮去地表浮土(<1 cm 即可), 现场均匀混合后用四分法从中选取 1 kg 土样装入自封袋中作为代表该点的混合样品。采集的土壤样品带回实验室自然风干后去除碎片、砾石和植物等杂物, 用研钵磨碎, 分别过 10 目、20 目和 100 目的尼龙网筛, 并将其干燥保存。

### 1.3 样品处理与分析

采集的土壤样品测定的重金属指标包括 Pb、Cr、Cd、As 全量与有效态含量, 土壤理化性质包括有机质、阳离子交换量、黏粒含量(<0.002 mm)和 pH。土壤样品中加入王水- $\text{H}_2\text{O}_2$  消煮以及磷酸作抑制剂后提取全量 Pb、Cd, 加入  $\text{HF-HClO}_4\text{-HNO}_3$  消煮后提取全量 Cr, 采用  $\text{HNO}_3\text{-H}_2\text{SO}_4$  消解后加入  $\text{NaBH}_4$  反应方法提取全量 As, 采用 DTPA-TEA 提取有效态 Pb、Cd 和 Cr, 用稀盐酸提取有效态 As<sup>[23]</sup>。用原子吸收光谱石墨炉法测定 Pb、Cd 元素含量, 用原子吸收火焰法测定 Cr 元素含量, 用原子荧光光度法测定 As 元素含量。土壤重金属分析的质量控制采用国家标准物质进行加标回收, 各重金属含量的回收率分别为 Pb(96.2%~108.6%)、Cr(97.3%~114.1%)、Cd(95.7%~116.8%)、As(96.1%~117.5%), 符合美国 EPA 标准要求的 80%~120% 的范围。土壤有机质和阳离子交换量(过 100 目筛土样)的测定分别采用重铬酸钾稀释热法和 EDTA-乙酸铵交换法, 土壤黏粒含量(过



10目筛土样)的测定采用吸管法,土壤pH(过20目筛土样)的测定采用电位法。

#### 1.4 研究方法

本文使用的分析方法包括描述性统计分析、Pearson 相关分析、单因素方差分析和地统计分析。为掌握研究区土壤重金属的含量状况,揭示不同土地利用方式对重金属全量、有效态含量的影响特点,明确重金属有效态含量与土壤基本理化性质的相关性,采用 SPSS 15.0 软件进行描述性统计分析、Pearson 相关分析和单因素方差分析;为描述研究区土壤重金属全量与有效态含量的空间分布状况,采用泛克里格法预测土壤重金属全量和有效态含量空间分布,泛克里格法的具体原理、结构与方法参考文献[24];本研究利用 ArcGIS 9.3 软件进行研究区土壤重金属含量趋势效应分析、空间预测及分布图绘制。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤重金属含量状况分析

研究区土壤重金属全量与有效态含量的描述性统计特征值列于表 1。可以看出,无论是全量还是有

效态含量,不同部位土壤重金属含量的变异较大。研究区土壤重金属全量的变异系数在 11.50%~61.48%,有效态含量介于 19.33%~54.83%,均属中等变异强度。以 20 世纪 80 年代确定的江苏海涂土壤环境元素的自然背景值<sup>[25]</sup>作为该区土壤重金属元素的参考值,单样本 *t* 检验(双尾)显示,研究区土壤 Pb、Cd 全量的均值显著高于背景值( $P<0.01$ ),而 Cr、As 全量的均值明显低于背景值( $P<0.01$ );除了 3 个样点外,其余所有样点土壤 Pb 全量都高于背景值,土壤 Cr、Cd、As 分别有 33 个、58 个和 27 个样点的全量含量高于背景值,这些样点主要位于设施大棚、居民区和工业园区附近。从重金属有效态含量来看,所有样点土壤 Pb、Cr、Cd、As 有效态含量的均值分别为  $1.14 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $0.397 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $0.0214 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  和  $0.0643 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。参照国家 GB15618—1995 土壤环境质量标准,研究区所有样点土壤 Cr、Cd 和 As 全量均低于一级标准,Pb 全量有 30 个样点高于一级标准、低于二级标准。总体来看,目前研究区土壤环境质量状况良好,除部分样点重金属含量超过背景值和土壤环境质量一级标准外,不存在土壤重金属显著超标的现象。

表 1 滩涂区土壤重金属全量与有效态含量的统计特征值( $n=77$ )

Table 1 Descriptive statistics of the available and total contents of soil heavy metals in the coastal region ( $n=77$ )

重金属 Heavy metal	最小值 Minimum ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	最大值 Maximum ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	平均值 Mean ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	变异系数 Coefficient of variation (%)	自然背景值 Natural background value ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	土壤环境质量标准值 Soil environmental quality standard ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	
						一级标准 First class standard	二级标准 Second class standard
Pb <sub>t</sub>	9.21	68.3	28.0	61.48	11.40	35	350
Pb <sub>a</sub>	0.287	2.30	1.14	54.83			
Cr <sub>t</sub>	17.6	75.9	56.1	21.35	60.11	90	250
Cr <sub>a</sub>	0.202	0.578	0.397	20.21			
Cd <sub>t</sub>	0.027 0	0.103	0.072 7	34.73	0.042	0.20	0.60
Cd <sub>a</sub>	0.013 5	0.034 1	0.021 4	19.33			
As <sub>t</sub>	5.21	9.35	7.17	11.50	7.38	15	25
As <sub>a</sub>	0.041 5	0.123	0.064 3	21.19			

重金属符号的下标“t”表示全量含量,下标“a”表示有效态含量。The subscripts “t” and “a” following symbols of heavy metals indicate the total contents and available contents of the heavy metals, respectively.

### 2.2 土地利用方式对重金属含量的影响

对不同土地利用类型土壤 Pb、Cr、Cd、As 全量与有效态含量的单因素方差分析( $P<0.05$ )结果显示(图 2):设施大棚与公园绿地土壤 Pb 全量和有效态含量均最高,显著高于其他土地利用方式,且居民区土壤 Pb 全量显著高于围垦滩涂,而围垦滩涂 Pb 有效态含量显著高于工业园区;设施大棚土壤 Cr 全量明显低于其他土地利用方式,公园绿地土壤 Cr 有效态含量显著高于围垦滩涂、常规大田和设施大

棚土壤,而居民区土壤 Cr 有效态含量显著高于围垦滩涂和常规大田;设施大棚和公园绿地 Cd 全量显著低于其他土地利用方式,但居民区土壤 Cd 有效态含量明显高于围垦滩涂、设施大棚、公园绿地和工业园区;常规大田和设施大棚 As 全量显著高于围垦滩涂,但与公园绿地、居民区和工业园区差异不显著,同时不同土地利用方式下土壤 As 有效态含量没有显著差异。总体而言,设施大棚和公园绿地土壤 Pb 发生显著累积,这可能与设施大棚持续大量的有机

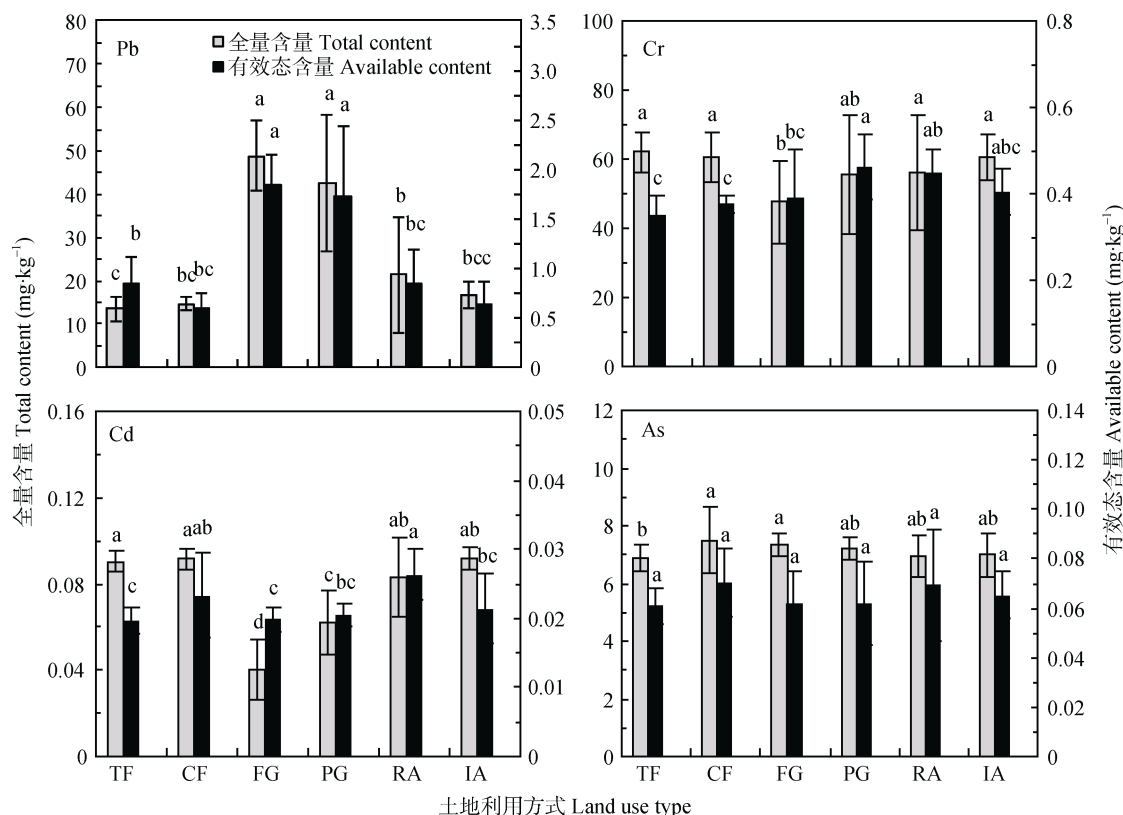


图 2 不同土地利用方式下土壤重金属全量与有效态含量的统计比较

Fig. 2 Statistical comparison of the available and total contents of soil heavy metals under different land use types

TF: 围垦滩涂; CF: 常规大田; FG: 设施大棚; PG: 公园绿地; RA: 居民区; IA: 工业园区. TF: tidal flat; CF: conventional field; FG: facility greenhouse; PG: park greenery; RA: residential area; IA: industrial area.

肥、磷肥投入带入的重金属 Pb 有关, 而公园绿地 Pb 富集与其土壤含大量建筑垃圾以及施用生活污水有关, 这也导致公园绿地与其他土地利用方式相比 Cr 有效态含量显著偏高; 此外, 设施大棚 Cd 全量和有效态含量均最低, 研究区的设施大棚近年来主要种植韭菜(*Allium tuberosum*)、青椒(*Capsicum annuum* var. *grossum*)、番茄(*Lycopersicon esculentum*)等, 这可能与大棚蔬菜的吸收作用密切相关。综上, 由不同土地利用方式导致的重金属带入、人为干扰、作物吸收、土壤性质等因素差异已对研究区土壤重金属含量状况产生显著影响。

### 2.3 土壤重金属含量空间分布预测

本文采用克里格法进行研究区土壤重金属含量与有效态含量的空间分布分析。考虑到海岸带地区土壤重金属含量的空间分布受多尺度的自然与人为因素共同作用<sup>[26]</sup>, 因此有必要对土壤重金属含量进行空间趋势效应分析以消除其对克里格插值的影响。表 2 列出了土壤重金属全量和有效态含量与经、纬度坐标的相关系数及多元回归模型(其中经、纬度经投影转换为距离坐标)。可以看出, 土壤重金属含量的空间趋势效应已不容忽视, 其中 Pb、Cr、Cd 全量和 Pb 有

效态含量在东-西、南-北方向上均具有极显著的趋势效应( $P < 0.01$ ), Cr 有效态含量在东-西方向上亦具有显著的趋势效应( $P < 0.05$ )。对趋势效应的处理办法一般是在半方差/协方差函数建模时去掉它, 而在克立格预测时再把趋势效应追加回来。因此, 本文中土壤 Pb、Cr、Cd 全量与 Pb、Cr 有效态含量分布采用泛克里格法进行空间插值, 而土壤 As 全量与 Cd、As 有效态含量分布采用普通克里格法进行空间插值。

利用 Kolmogorov-Smirnov(K-S)法对土壤重金属含量进行正态分布检验( $P < 0.05$ , 2-tailed)结果列于表 3, 其中土壤 Pb、Cr、Cd 全量与 Pb、Cr 有效态含量为去除趋势效应后的残差, 土壤 As 全量与 Cd、As 有效态含量为原始值。从峰度、偏度和正态分布显著性检验结果来看, 各土壤重金属均符合正态分布, 已满足地统计学分析的要求。变异函数分析显示球状模型较好地拟合了各重金属的半方差, 其拟合参数如表 3 所示。

利用表 3 中的半方差参数可对土壤重金属含量的空间分布进行估值。表 4 列出了克里格法对研究区土壤 Pb、Cr、Cd、As 全量与有效态含量空间估值精度的交叉验证结果。可以看出, 各重金属指标

表2 滩涂区土壤重金属全量与有效态含量的空间趋势效应分析

Table 2 Spatial trends of the total and available contents of soil heavy metals in the coastal region

重金属 Soil heavy metal (mg·kg <sup>-1</sup> )	相关系数 Correlation coefficient		多元回归模型 Multiple linear regression
	经度 Longitude ( $X_1$ )	纬度 Latitude ( $X_2$ )	
Pb <sub>t</sub>	-0.774**	-0.478**	Pb <sub>t</sub> = -4.58E-03 $X_1$ - 4.65E-04 $X_2$ + 3 081.647 ( $r=0.775$ , $F=55.5$ , $P<0.001$ )
Cr <sub>t</sub>	0.445**	0.373**	Cr <sub>t</sub> = 1.47E-03 $X_1$ + 1.17E-03 $X_2$ - 4 632.095 ( $r=0.468$ , $F=10.35$ , $P<0.001$ )
Cd <sub>t</sub>	0.710**	0.611**	Cd <sub>t</sub> = 4.82E-06 $X_1$ + 4.28E-06 $X_2$ - 16.879 ( $r=0.752$ , $F=48.08$ , $P<0.001$ )
As <sub>t</sub>	-0.181	-0.126	As <sub>t</sub> = -3.92E-05 $X_1$ - 1.26E-05 $X_2$ + 64.572 ( $r=0.183$ , $F=1.28$ , $P=0.285$ )
Pb <sub>a</sub>	-0.638**	-0.371**	Pb <sub>a</sub> = -1.42E-04 $X_1$ - 1.51E-06 $X_2$ + 49.048 ( $r=0.638$ , $F=25.46$ , $P<0.001$ )
Cr <sub>a</sub>	-0.258*	0.072	Cr <sub>a</sub> = -1.28E-05 $X_1$ + 1.48E-05 $X_2$ + 49.451 ( $r=0.373$ , $F=5.98$ , $P<0.01$ )
Cd <sub>a</sub>	-0.047	-0.030	Cd <sub>a</sub> = -6.63E-08 $X_1$ - 8.556E-09 $X_2$ + 0.072 ( $r=0.047$ , $F=0.083$ , $P=0.921$ )
As <sub>a</sub>	0.063	0.023	As <sub>a</sub> = 3.65E-07 $X_1$ - 1.54E-07 $X_2$ + 0.516 ( $r=0.066$ , $F=0.160$ , $P=0.853$ )

重金属符号的下标“t”表示全量含量, 下标“a”表示有效态含量。\*表示显著性水平  $P<0.05$ ; \*\*表示显著性水平  $P<0.01$ 。The subscripts “t” and “a” following symbols of heavy metals indicate the total contents and available contents of the heavy metals, respectively. “\*” means significance at 0.05 probability level; “\*\*” means significance at 0.01 probability level.

表3 土壤重金属全量与有效态含量的正态检验及其半方差函数参数

Table 3 Normality test result and fitted semivariogram parameters of the total and available contents of soil heavy metals

重金属 Soil heavy metal	偏度 Skewness	峰度 Kurtosis	K-S $P$	块金值 Nugget	基台值 Sill	块金值/基台值 Nugget/sill (%)	变程 Range (m)	决定系数 Determination coefficient ( $r^2$ )
Pb <sub>t</sub>	-0.009	-0.705	0.984	10.40	144.60	7.20	3 750	0.861**
Cr <sub>t</sub>	-0.334	1.195	0.746	45.10	113.80	39.63	2 831	0.698**
Cd <sub>t</sub>	0.012	-1.251	0.472	2.80E-05	3.51E-04	7.98	3 920	0.923**
As <sub>t</sub>	0.269	0.955	0.865	0.202	0.522	38.70	3 316	0.651**
Pb <sub>a</sub>	0.002	-0.847	0.525	0.010	0.304	3.29	4 470	0.893**
Cr <sub>a</sub>	-0.640	0.467	0.215	1.95E-03	5.32E-03	36.65	2 675	0.585**
Cd <sub>a</sub>	1.169	1.310	0.340	3.04E-06	2.34E-05	13.00	3 389	0.839**
As <sub>a</sub>	1.498	4.043	0.178	7.91E-05	1.96E-04	40.36	2 616	0.591**

重金属符号的下标“t”表示全量含量, 下标“a”表示有效态含量。土壤 Pb、Cr、Cd 全量与 Pb、Cr 有效态含量为去除趋势效应后的残差; 土壤 As 全量与 Cd、As 有效态含量为原始值。The subscripts “t” and “a” following symbols of heavy metals indicate the total contents and available contents of the heavy metals, respectively. The residuals with the spatial trend removed were used for the total contents of Pb, Cr, Cd and available contents of Pb and Cr; The raw values were used for the total content of As and available contents of Cd and As.

表4 土壤重金属全量与有效态含量空间估值的交叉验证结果

Table 4 Cross-validation results of spatial estimation of the total and available contents of soil heavy metals

土壤重金属 Soil heavy metal	平均误差 ME	均方根误差 RMSE	平均标准误 ASE	均方标准误 RMSSE	相关系数 Regression coefficient ( $r$ )
Pb <sub>t</sub>	0.064	7.28	7.10	1.03	0.91**
Cr <sub>t</sub>	0.81	8.95	8.61	1.06	0.67**
Cd <sub>t</sub>	2.64E-04	0.013	0.012	1.03	0.87**
As <sub>t</sub>	-1.58E-02	0.58	0.55	1.09	0.52**
Pb <sub>a</sub>	-2.07E-03	0.33	0.29	1.13	0.85**
Cr <sub>a</sub>	-1.40E-03	0.063	0.066	0.95	0.62**
Cd <sub>a</sub>	3.55E-04	3.42E-03	3.71E-03	0.99	0.57**
As <sub>a</sub>	3.85E-04	0.012	0.013	0.95	0.46**

重金属符号的下标“t”表示全量含量, 下标“a”表示有效态含量。The subscripts “t” and “a” following symbols of heavy metals indicate the total contents and available contents of the heavy metals, respectively.

的平均误差 ME(Mean Error)、均方根误差 RMSE(Root Mean Square Error)和平均标准误 ASE(Average Standard Error)均较小, 且其均方标准误 RMSSE(Root Mean-Square Standardized Error)均接近 1, 表明克里格对土壤重金属全量与有效态含量空间估值

的误差较小。土壤各重金属指标预测值与实测值间相关系数  $r$  介于 0.46~0.91, 均呈极显著相关( $P<0.01$ ), 这说明利用克里格法获取的土壤重金属含量分布具有较高的精度与可信度, 基本反映了研究区土壤重金属全量与有效态含量的空间分布趋势。

## 2.4 土壤重金属全量与有效态含量的空间分布规律

获取的研究区土壤 Pb、Cr、Cd、As 全量和有效态含量的空间分布分别如图 3 和图 4 所示。可以看出, 土壤 Pb 全量与有效态含量均呈现出由东向西逐渐增加的条带状分布特征, 即由沿海向内地逐渐升高, 土壤 Pb 含量最高的部位位于研究区西南部的设施大棚和西北部的公园绿地。土壤 Cr 全量空间分布整体呈现由沿海向内地逐渐降低的趋势, 在围垦滩涂和常规大田的含量较高, 尤其在研究区的东北角, 导致该

现象的原因在于研究区东北部位的滩涂区近年来大面积发展太阳能光伏发电, 而太阳能光伏板含有大量 Cr、Cd 等重金属。事实上, 图 3 中土壤 Cd 全量的分布与 Cr 全量具有空间相似性。公园绿地和居民区土壤 Cr 有效态含量较高, 而 Cd 有效态含量在常规大田和居民区较高, 这可能是人为干扰活动对土壤性质及重金属生物活性的影响造成的。土壤 As 全量与有效态含量空间分布呈斑块状分布特征, 这表明土壤 As 更易于受小尺度的人为干扰活动的影响。

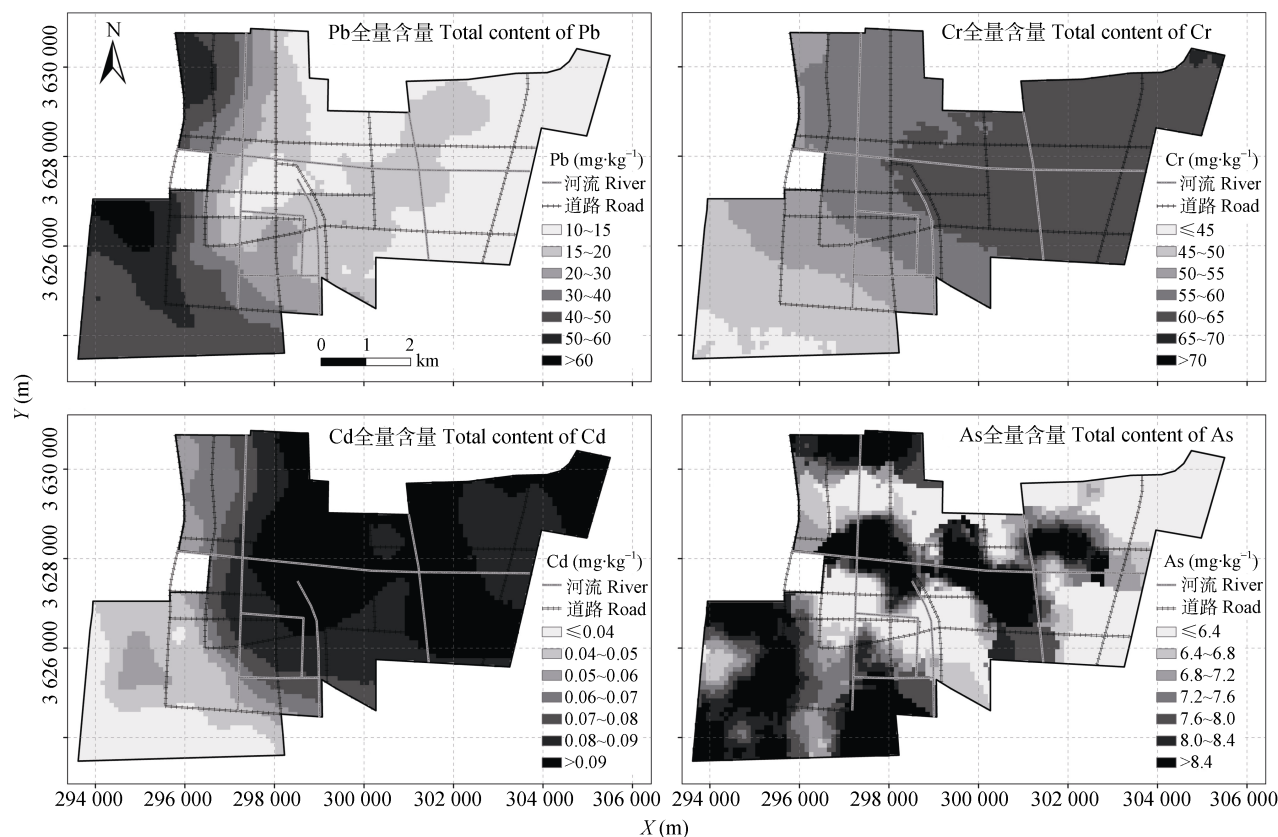


图 3 土壤重金属全量含量的空间分布图

Fig. 3 Spatial distribution of the total contents of soil heavy metals

## 2.5 土壤重金属有效态含量的影响因素分析

研究区土壤重金属有效态含量与黏粒含量(Clay)、有机质(SOM)、阳离子交换量(CEC)、土壤 pH 的相关性如表 5 所示。可以看出, 土壤 Pb、Cr 和 Cd 有效态含量与黏粒含量、阳离子交换量和 pH 显著负相关, 即重金属 Pb、Cr、Cd 的生物有效性随黏粒含量的增多而降低; pH 越高的土壤, 其重金属的生物有效性越低, 主要原因是 pH 下降时土壤黏粒矿物和有机质表面的负电荷减少导致对重金属的吸附能力下降; 土壤重金属有效态随 CEC 的升高而降低, 这是由于阳离子交换量的上升导致土壤对重金属离子吸附固持作用增大, 降低了有效性。土壤 Pb、Cr、Cd 有效态含量与有机质呈显著正相关, 这可能与该

区域土壤有机质中含有较高的富里酸有关。土壤 As 有效态含量与土壤 pH 显著正相关, 但与其他理化性质相关性不显著, 原因在于土壤 As 的危害程度受酸碱性和氧化还原电位影响较大, 土壤 pH 高导致 As 吸附量减少(本研究区土壤 pH 介于 7.7~9.6), 使得含 As 阴离子向溶液中解吸, 水溶性 As 增加; 在低 pH 土壤中, 含 As 阴离子能被土壤中带正电荷的氢氧化铁等吸附剂迅速吸附, 降低其有效性, 因而 As 的有效态含量随 pH 的增加而增加<sup>[27]</sup>。

## 3 讨论

本研究分析了江苏沿海某典型滩涂区表层土壤主要重金属 Pb、Cr、Cd、As 全量与有效态含量状



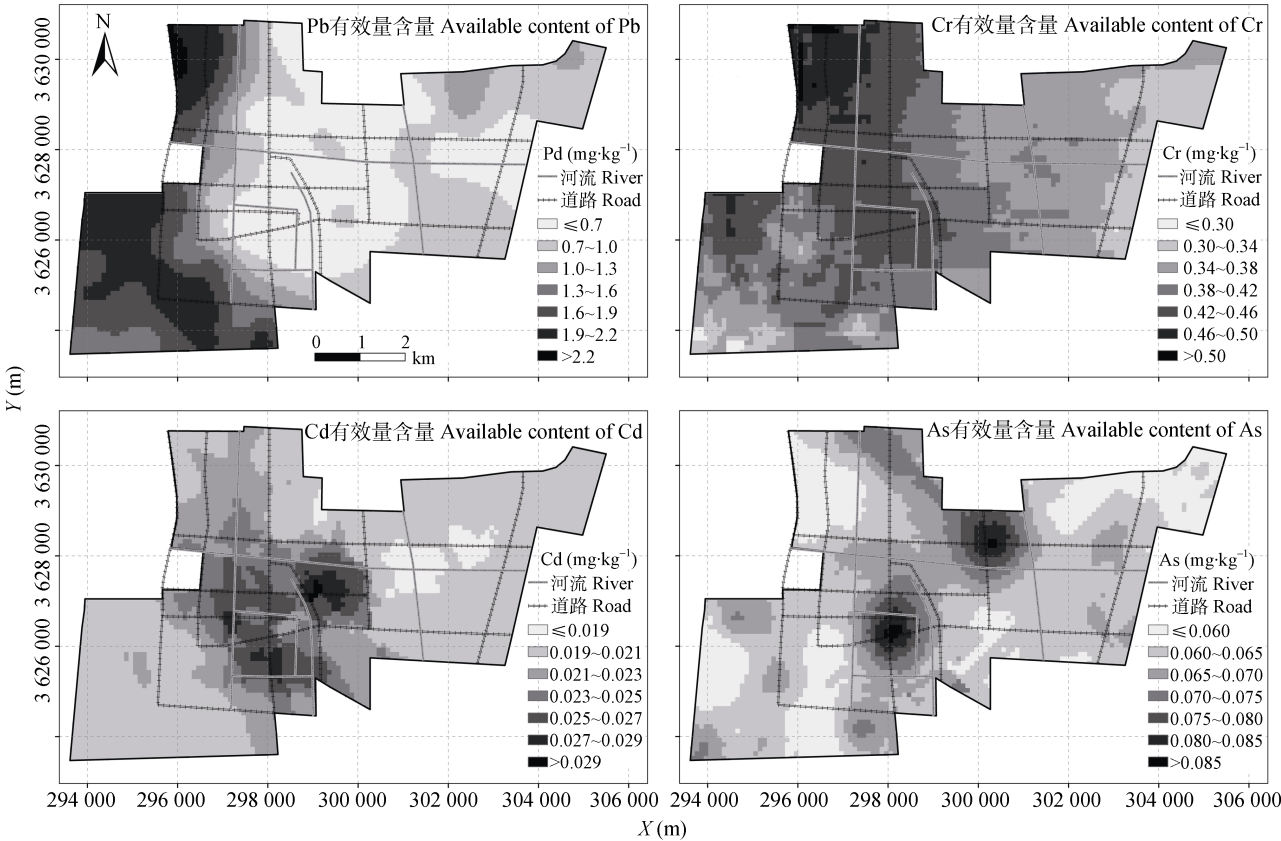


图 4 土壤重金属有效态含量的空间分布图

Fig. 4 Spatial distribution of the available contents of soil heavy metals

表 5 土壤重金属有效态含量与土壤理化性质的相关性

Table 5 Correlation between the available contents of soil heavy metals and soil physico-chemical properties

	黏粒含量 Clay	有机质含量 SOM	阳离子交换量 CEC	pH
Pb <sub>a</sub>	-0.291**	0.711**	-0.382**	-0.830**
Cr <sub>a</sub>	-0.247*	0.268*	-0.335**	-0.350**
Cd <sub>a</sub>	-0.226*	0.244*	-0.297**	-0.322**
As <sub>a</sub>	-0.170	0.056	-0.183	0.229*

况, 总体来看研究区土壤 Pb、Cd 全量显著高于背景值, Cr、As 全量明显低于背景值, 且所有样点土壤 Cr、Cd、As 全量均低于土壤环境质量一级标准, 这与王俊杰等<sup>[28]</sup>研究结果一致。与已有的报道<sup>[29]</sup>对比显示近年来研究区土壤 Pb 发生显著富集, 在 2009 年采样期土壤重金属 Pb 全量含量的平均值为 14.07 mg·kg<sup>-1</sup>, 没有样点超过背景值, 在本研究中 2014 年采样期土壤重金属 Pb 的平均值达 28.0 mg·kg<sup>-1</sup>, 除 3 个样点外, 其余所有样点土壤 Pb 全量均高于背景值, 尽管目前人为活动干扰和土地开发利用强度尚未导致沿海滩涂区土壤重金属显著污染, 但土壤重金属 Pb 呈明显累积趋势。此外, 本研究中土壤重金属有效态含量显著低于许多学者<sup>[30-31]</sup>的研究结果, 表明目前该区重金属的环境风险和生态毒性尚未达到显著程度。

本研究发现土地利用方式与土壤重金属全量、有效态含量关系密切。设施大棚土壤 Pb 全量和有效态含量、As 全量最高, 公园绿地的 Pb、Cr 有效态含量显著高于其他土地利用方式, 居民区土壤 Cd 有效态含量亦明显高于其他土地利用方式。事实上, 土壤重金属来源受成土母质、气候和人类活动等多种因素的影响, 不同土地利用方式下人类活动影响不同造成重金属的积累也不同, 诸多研究表明人为活动的差异对土壤重金属含量、生物活性具有显著影响<sup>[32]</sup>。靳治国等<sup>[33]</sup>研究发现海岸带地区土壤重金属 Pb 含量为工业区>港口>公路旁>农田>生活区>湿地, 而 Cr 含量为工业区>公路旁>生活区>农田>港口>湿地, 且土地利用方式不同程度地影响土壤微生物总数和土壤酸性磷酸酶、脲酶活性。同时, 亦有研究表明土地利用方式对不同深度土壤重金属元素含量



的影响强度不同。王丽娟等<sup>[34]</sup>研究显示农业耕地土壤重金属含量剖面波动幅度比人工林地明显, 土地利用方式对 40~60 cm 土层土壤重金属元素含量的影响最大。此外, 本研究中设施大棚土壤重金属 Cd 的全量和有效态含量均最低, 设施大棚近年来主要种植韭菜、青椒、番茄等。大量研究显示重金属 Cd 在土壤中具有较大迁移率而易于被蔬菜吸收<sup>[35]</sup>, 且设施大棚施用大量有机肥料促使交换态 Cd 向松结合有机态、锰氧化物结合态转化, 导致叶菜类、茄果类蔬菜对 Cd 富集作用较强<sup>[36]</sup>。这表明生物吸收可能是除土地利用方式外影响土壤重金属含量较为重要的因素。

本研究表明滨海滩涂区土壤重金属空间分布受不同尺度的自然与人为因素共同控制。空间分析显示研究区土壤重金属全量与有效态含量具有明显的趋势效应, 其空间分布受多个尺度因素的共同作用, 呈现整体条带状、局部斑块状的分布格局。程远杰等<sup>[7]</sup>发现滨海地区表层土壤 Pb、Cr 等重金属由沿海至内陆呈先增加后降低的趋势, 与本文研究结果存在差异, 这可能与研究区产业布局、局部土地利用方式差异有关; 康勤书等<sup>[9]</sup>研究发现滨海滩涂区土壤重金属含量分布一般规律为高潮滩>中潮滩>低潮滩, 主要原因在于潮汐作用导致大量的细颗粒泥沙在高潮滩沉积, 细颗粒泥沙有机质与重金属含量较高。王俊杰等<sup>[37]</sup>研究显示江苏盐城滨海滩涂表层沉积物 Pb、Cr、Cd 等重金属含量在不同的断面呈现条带状空间分布规律, 这与潮汐作用、沉积物颗粒、长期海洋捕捞残留物腐蚀带入污染密切相关。这与本文的研究结果是一致的, 本研究中土壤重金属全量与有效态含量空间分布受大尺度的潮汐作用与小尺度的土地利用方式共同作用, 表现在土壤重金属含量空间分布整体条带状格局, 局部斑块状分布则受小范围工、农业排放以及土地利用方式差异控制。

本研究显示土壤重金属 Pb、Cr、Cd 有效态含量与黏粒含量、阳离子交换量和 pH 显著负相关, 与有机质显著正相关, 这与目前大部分研究结果是一致的<sup>[38-39]</sup>。钟晓兰等<sup>[40]</sup>认为土壤有机质、pH、氧化还原电位、土壤生物等是影响土壤重金属有效性的主要因素, 同一个因素对不同的重金属种类、形态而言, 其相关性存在差异。本研究中土壤重金属 Pb、Cr、Cd 有效态含量与有机质显著正相关, 原因在于土壤有机质主要由生物分子和腐殖质(以胡敏酸和富里酸为主)组成, 其对重金属有效性的影响通过静电吸附、络合、螯合等作用来实现<sup>[41]</sup>, 其中富里酸

呈强酸性, 移动性大, 能显著促进污染土壤重金属的解吸, 提高其有效性, 而胡敏酸吸收容量较高, 能显著降低污染土壤重金属的溶出<sup>[42]</sup>。关雪<sup>[43]</sup>研究表明随着土壤缓冲容量的减小, 土壤对重金属的缓冲能力增强, 土壤重金属由有效态向结合态转化, 增加了土壤对重金属的固定性, 降低了重金属有效性。此外, 刘晶晶等<sup>[44]</sup>研究发现生物质炭可促进酸溶态重金属向可还原态、可氧化态和残渣态转化, 显著降低土壤重金属有效态含量。

目前研究区土壤环境质量总体良好, 但随着沿海开发的逐步推进, 今后该区的城镇化建设、工农业开发强度的增大以及部分转移产业的承接将不可避免引起该区土壤环境质量的持续变化, 因而对该区土壤重金属污染的持续监测与综合管控尤为重要。本研究中土壤重金属有效性与基本理化性质之间的相关性可为健康风险评估、重金属活性钝化和污染消减提供参考依据, 有效指导土壤管理以预防重金属进入土壤-植物-(动物)-人体链。如针对工业园区和居民区, 建立土壤污染长期定位监测点, 系统掌握重金属污染源特征、迁移、转化与归趋, 强化源头减量, 推进工业、生活废弃物污染源的集中处理; 对于设施大棚与常规大田, 合理部署农田水分管理、原位钝化, 以及改革耕作制度等农艺措施, 或施加石灰以降低重金属的生物有效性<sup>[45-46]</sup>; 针对公园绿地, 可通过减少生活污水施用或者严格控制进入食物链等措施, 以实现重金属源头减量和生态阻隔; 此外, 新围垦滩涂作为重要的后备土地来源, 应控制该区开发利用的规模与强度, 严禁重污染企业的进入, 种植超积累植物是既廉价又实用的生态修复方法。

土壤重金属具有来源复杂、赋存形态多样、时空变异强等特点, 本文仅分析了研究区表层土壤重金属全量和有效态含量分布及有效性的影响因素, 关于该区土壤重金属的来源特征、迁移转化、形态归趋、时空演变等方面的研究工作有待于通过长期的原位监测进一步深入开展。

## 4 结论

研究区土壤 Pb、Cd 全量显著高于背景值( $P < 0.01$ ); 有效态含量分析显示研究区 Pb、Cr、Cd、As 的环境风险和生态毒性尚未达到显著程度; 目前研究区土壤环境质量状况良好, 不存在土壤重金属显著超标的现象, 但土壤 Pb、Cr、Cd、As 已呈累积趋势, 尤其是 Pb 元素。

土地利用方式对不同重金属全量与有效态含量产生不同程度的影响;设施大棚与公园绿地土壤 Pb 全量和有效态含量最高,居民区和工业园区 Cr 全量与有效态含量较高,设施大棚 Cd 全量和有效态含量最低,土壤 As 全量与有效态含量受土地利用方式影响较小。

研究区土壤 Pb、Cr、Cd 全量与 Pb、Cr 有效态含量具有明显的趋势效应;空间分析显示研究区土壤重金属全量与有效态含量分布受多个尺度因素的共同作用,表现在重金属含量空间分布整体条带状格局,局部斑块状分布则受小范围工、农业排放以及土地利用方式差异控制。

土壤重金属 Pb、Cr、Cd 有效态含量与黏粒含量、阳离子交换量和 pH 显著负相关,与有机质显著正相关;As 有效态含量与土壤 pH 显著正相关,与其他理化性质相关性不显著;土壤重金属有效性与理化性质之间的相关性可为重金属活性钝化和污染消减提供依据。

## 参考文献 References

- [1] Niu H Y, Deng W J, Wu Q H, et al. Potential toxic risk of heavy metals from sediment of the Pearl River in South China[J]. Journal of Environmental Sciences, 2009, 21(8): 1053-1058
- [2] 张晓祥, 严长清, 徐盼, 等. 近代以来江苏沿海滩涂围垦历史演变研究[J]. 地理学报, 2013, 68(11): 1549-1558  
Zhang X X, Yan C Q, Xu P, et al. Historical evolution of tidal flat reclamation in the Jiangsu coastal areas[J]. Acta Geographica Sinica, 2013, 68(11): 1549-1558
- [3] 王艳红, 温永宁, 王建, 等. 海岸滩涂围垦的适宜速度研究: 以江苏淤泥质海岸为例[J]. 海洋通报, 2006, 25(2): 15-20  
Wang Y H, Wen Y N, Wang J, et al. Feasible rate of tidal flat reclamation: Jiangsu mud coast as a case study[J]. Marine Science Bulletin, 2006, 25(2): 15-20
- [4] Liao F Q, Zhou S L, Zhang H F, et al. Spatial distribution and changes of heavy metals of agricultural lands in typical pregrading coast in Dongtai City, Jiangsu Province, China[J]. Chinese Geographical Science, 2008, 18(3): 276-283
- [5] Li J L, He M, Sun S Q, et al. Effect of the behavior and availability of heavy metals on the characteristics of the coastal soils developed from alluvial deposits[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2009, 156(1/4): 91-98
- [6] Kalantzi I, Shimmield T M, Pergantis S A, et al. Heavy metals, trace elements and sediment geochemistry at four Mediterranean fish farms[J]. Science of the Total Environment, 2013, 444: 128-137
- [7] 程远杰, 丁永生, 宿鹏浩, 等. 滨海地区土壤重金属 Cr, Cu, Pb 和 Zn 的状况[J]. 上海海事大学学报, 2011, 32(2): 83-86  
Cheng Y J, Ding Y S, Su P H, et al. Status of heavy metal Cr, Cu, Pb and Zn in soil of coastal area[J]. Journal of Shanghai Maritime University, 2011, 32(2): 83-86
- [8] Gao J H, Li J, Wang H V, et al. Distribution and their pollution assessment of heavy metals in the sediments of the Yalu River Estuary and its adjacent coastal waters[J]. Acta Oceanologica Sinica, 2009, 28(6): 12-23
- [9] 康勤书, 周菊珍, 吴莹, 等. 长江口滩涂湿地重金属的分布格局和研究现状[J]. 海洋环境科学, 2003, 22(3): 44-47  
Kang Q S, Zhou J Z, Wu Y, et al. Distribution and research situation of heavy metals in tidal wetlands of Changjiang Estuary[J]. Marine Environmental Science, 2003, 22(3): 44-47
- [10] 常晋娜. 长江口潮滩重金属污染现状研究及其污染源的识别[D]. 上海: 华东师范大学, 2006  
Chang J N. Research of heavy metal pollution in intertidal flat of the Changjiang estuary and their source identification[D]. Shanghai: Eastern China Normal University, 2006
- [11] Li Y, Zhang H B, Chen X B, et al. Distribution of heavy metals in soils of the Yellow River Delta: Concentrations in different soil horizons and source identification[J]. Journal of Soils and Sediments, 2014, 14(6): 1158-1168
- [12] 赵科理, 傅伟军, 戴巍, 等. 浙江省典型水稻产区土壤-水稻系统重金属迁移特征及定量模型[J]. 中国生态农业学报, 2016, 24(2): 226-234  
Zhao K L, Fu W J, Dai W, et al. Characteristics and quantitative model of heavy metal transfer in soil-rice systems in typical rice production areas of Zhejiang Province[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2016, 24(2): 226-234
- [13] 李佳璐, 姜霞, 王书航, 等. 丹江口水库沉积物重金属形态分布特征及其迁移能力[J]. 中国环境科学, 2016, 36(4): 1207-1217  
Li J L, Jiang X, Wang S H, et al. Heavy metal in sediment of Danjiangkou Reservoir: Chemical speciation and mobility[J]. China Environmental Science, 2016, 36(4): 1207-1217
- [14] 何洁, 陈旭, 王晓庆, 等. 翅碱蓬对滩涂湿地沉积物中重金属 Cu、Pb 的累积吸收[J]. 大连海洋大学学报, 2012, 27(6): 539-545  
He J, Chen X, Wang X Q, et al. The absorption and accumulation of heavy metals Cu, and Pb in tidal wetland sediments by plant *Suaeda heteroptera* Kitag[J]. Journal of Dalian Fisheries University, 2012, 27(6): 539-545
- [15] Griffiths B S, Hallett P D, Kuan H L, et al. Biological and physical resilience of soil amended with heavy metal-contaminated sewage sludge[J]. European Journal of Soil Science, 2005, 56(2): 197-206
- [16] 张龙辉, 杜永芬, 王丹丹, 等. 江苏如东互花米草盐沼湿地重金属分布及其污染评价[J]. 环境科学, 2014, 35(6): 2401-2410  
Zhang L H, Du Y F, Wang D D, et al. Distribution patterns and pollution assessments of heavy metals in the *Spartina alterniflora* salt-marsh wetland of Rudong, Jiangsu Province[J]. Environmental Science, 2014, 35(6): 2401-2410
- [17] Tang D H, Zou X Q, Liu X J, et al. Integrated ecosystem health assessment based on eco-exergy theory: A case study of the Jiangsu coastal area[J]. Ecological Indicators, 2015, 48: 107-119

- [18] Wang L, Coles N A, Wu C F, et al. Spatial variability of heavy metals in the coastal soils under long-term reclamation[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2014, 151: 310–317
- [19] 张红, 卢茸, 石伟, 等. 基于 RBF 神经网络的土壤重金属空间变异研究[J]. *中国生态农业学报*, 2012, 20(4): 474–479  
Zhang H, Lu R, Shi W, et al. Application of RBF neural network in determining soil heavy metal spatial variability[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2012, 20(4): 474–479
- [20] 吕建树. 江苏典型海岸带土壤及沉积物重金属环境地球化学研究[D]. 南京: 南京大学, 2015  
Lü J S. The environmental geochemistry of heavy metals in soils and sediments in typical regions of Jiangsu coastal zone, Eastern China[D]. Nanjing: Nanjing University, 2015
- [21] Yang Z F, Wang Y, Shen Z Y, et al. Distribution and speciation of heavy metals in sediments from the mainstream, tributaries, and lakes of the Yangtze river catchment of Wuhan, China[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 166(2/3): 1186–1194
- [22] 王豹, 黄标, 齐雁冰, 等. 风干对淹水稻田土重金属形态及其作物有效性的影响[J]. *农业机械学报*, 2013, 44(5): 89–95  
Wang B, Huang B, Qi Y B, et al. Effect of air drying on speciation and plant availability of heavy metals in flooded rice paddies[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2013, 44(5): 89–95
- [23] Davidson C M. Methods for the determination of heavy metals and metalloids in soils[J]. *Environmental Pollution*, 2013, 22: 97–140
- [24] 唐发静, 祖艳群. 土壤重金属空间变异的研究方法[J]. *云南农业大学学报*, 2008, 23(4): 558–561  
Tang F J, Zu Y Q. Research methods of spatial variability of heavy metals in soil[J]. *Journal of Yunnan Agricultural University*, 2008, 23(4): 558–561
- [25] 陈邦本, 胡蓉卿, 陈铭达. 江苏海涂土壤环境元素的自然背景值[J]. *南京农业大学学报*, 1985, 8(3): 54–60  
Chen B B, Hu R Q, Chen M D. The natural background-values of environmental elements in the beach soils of Jiangsu Province[J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 1985, 8(3): 54–60
- [26] 郝丽虹, 张冬明, 吴鹏飞, 等. 海南岛农用地土壤重金属含量的空间分布[J]. *中国生态农业学报*, 2009, 17(2): 230–234  
Hao L H, Zhang D M, Wu P F, et al. Spatial distribution of heavy metal content in the farmlands of Hainan Island[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2009, 17(2): 230–234
- [27] Yang J K, Barnett M O, Zhuang J, et al. Adsorption, oxidation, and bioaccessibility of As ( ) in soils[J]. *Environmental Science & Technology*, 2005, 39(18): 7102–7110
- [28] 王俊杰, 黄阳, 黄雪, 等. 盐城滨海滩涂表层沉积物重金属生态风险评价[J]. *海洋通报*, 2015, 34(3): 353–360  
Wang J J, Huang Y, Huang X, et al. Ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments in Yancheng coastal mudflat[J]. *Marine Science Bulletin*, 2015, 34(3): 353–360
- [29] 姚荣江, 杨劲松, 孟庆峰, 等. 苏北沿海某滩涂区土壤重金属含量及其污染评价[J]. *环境科学研究*, 2012, 25(5): 512–518  
Yao R J, Yang J S, Meng Q F, et al. Heavy metal content and pollution assessment of mudflat soils in the coastal area of northern Jiangsu Province[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2012, 25(5): 512–518
- [30] Yu W J, Zou X Q. The distributional characteristics of heavy metal in Jiangsu Province shoal sea[J]. *Journal of Environmental and Public Health*, 2013, 2013: 142065
- [31] Fu J, Wang H, Billah S M R, et al. Heavy metals in seawater, sediments, and biota from the coastal area of Yancheng City, China[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2014, 33(8): 1697–1704
- [32] 王军, 陈振楼, 王初, 等. 上海崇明岛蔬菜地土壤重金属含量与生态风险预警评估[J]. *环境科学*, 2007, 28(3): 647–653  
Wang J, Chen Z L, Wang C, et al. Heavy metal content and ecological risk warning assessment of vegetable soils in Chongming Island, Shanghai City[J]. *Environmental Science*, 2007, 28(3): 647–653
- [33] 靳治国, 施婉君, 高扬, 等. 不同土地利用方式下土壤重金属分布规律及其生物活性变化[J]. *水土保持学报*, 2009, 23(3): 74–77  
Jin Z G, Shi W J, Gao Y, et al. Distribution of heavy metals and changes of soil biological activity under different land use patterns[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2009, 23(3): 74–77
- [34] 王丽娟, 庞奖励, 丁敏. 不同土地利用方式下土壤重金属特征及影响研究[J]. *陕西师范大学学报: 自然科学版*, 2010, 38(4): 88–93  
Wang L J, Pang J L, Ding M. Features and effects of heavy metals under different land use patterns[J]. *Journal of Shaanxi Normal University: Natural Science Edition*, 2010, 38(4): 88–93
- [35] 方华为. 不同品种蔬菜对镉的吸收及根系形态特征研究[D]. 武汉: 华中农业大学, 2011  
Fang H W. Cadmium uptake by different vegetable cultivars and their root morphological traits[D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2011
- [36] 薛艳, 沈振国, 周东美. 蔬菜对土壤重金属吸收的差异与机理[J]. *土壤*, 2005, 37(1): 32–36  
Xue Y, Shen Z G, Zhou D M. Difference in heavy metal uptake between various vegetables and its mechanism[J]. *Soils*, 2005, 37(1): 32–36
- [37] 王俊杰, 左平, 黄阳, 等. 盐城新洋港表层沉积物重金属分布特征与评价[J]. *环境保护科学*, 2013, 39(5): 57–62  
Wang J J, Zuo P, Huang Y, et al. Distribution characteristics and assessment of heavy metals in surface sediments along Xinyanggang estuary in Yancheng[J]. *Environmental Protection Science*, 2013, 39(5): 57–62
- [38] 李忠义, 张超兰, 邓超冰, 等. 铅锌矿区农田土壤重金属有效态空间分布及其影响因子分析[J]. *生态环境学报*, 2009, 18(5): 1772–1776  
Li Z Y, Zhang C L, Deng C B, et al. Analysis on spatial distribution of soil available heavy metals and its influential factors in a lead-zinc mining area of Guangxi, China[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2009, 18(5): 1772–1776
- [39] Walker D J, Clemente R, Bernal P M. Contrasting effects of

- manure and compost on soil pH, heavy metal availability and growth of *Chenopodium album* L. in a soil contaminated by pyritic mine waste[J]. Chemosphere, 2004, 57(3): 215–224
- [40] 钟晓兰, 周生路, 黄明丽, 等. 土壤重金属的形态分布特征及其影响因素[J]. 生态环境学报, 2009, 18(4): 1266–1273  
Zhong X L, Zhou S L, Huang M L, et al. Chemical form distribution characteristic of soil heavy metals and its influencing factors[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2009, 18(4): 1266–1273
- [41] Dean J R. Heavy metal bioavailability and bioaccessibility in soil[J]. Methods in Molecular Biology, 2009, 599: 15–36
- [42] Guo X F, Wei Z B, Penn C J, et al. Effect of soil washing and liming on bioavailability of heavy metals in acid contaminated soil[J]. Soil Science Society of America Journal, 2013, 77(2): 432–441
- [43] 关雪. 土壤缓冲容量对土壤重金属植物有效性的影响[D]. 沈阳: 沈阳大学, 2014  
Guan X. Effects of soil buffer capacity on heavy metal bioavailability in soil[D]. Shenyang: Shenyang University, 2014
- [44] 刘晶晶, 杨兴, 陆扣萍, 等. 生物质炭对土壤重金属形态转化及其有效性的影响[J]. 环境科学学报, 2015, 35(11): 3679–3687  
Liu J J, Yang X, Lu K P, et al. Effect of bamboo and rice straw biochars on the transformation and bioavailability of heavy metals in soil[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2015, 35(11): 3679–3687
- [45] 赵智, 唐泽军, 杨凯, 等. PAM 与粉煤灰改良沙土中重金属的迁移和富集规律[J]. 农业机械学报, 2013, 44(7): 83–89  
Zhao Z, Tang Z J, Yang K, et al. Metal transportation and accumulation in sandy soil amended by fly ash and PAM[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2013, 44(7): 83–89
- [46] Abd El-Azeem S A M, Ahmad M, Usman A R A, et al. Changes of biochemical properties and heavy metal bioavailability in soil treated with natural liming materials[J]. Environmental Earth Sciences, 2013, 70(7): 3411–3420